

## SIVRAD: an integrated system for the assessment of the environmental risk from solid waste landfills - Guidelines

### *SIVRAD: Un Sistema Integrato per la Valutazione del Rischio Ambientale da Discariche - Linee guida*

Dimitra Rapti<sup>a,b</sup> , Salvatore Masi<sup>c</sup>, Francesco Sdao<sup>c</sup>

<sup>a</sup> New Energies And environment, spinoff – UniFe, via Saragat, 1, 44121 Ferrara - email  : [rapti@nea-team.com](mailto:rapti@nea-team.com)

<sup>b</sup> Dipartimento di Fisica e Scienze della Terra, UniFe, via Saragat, 1 -44121 Ferrara

<sup>c</sup> Scuola di Ingegneria, UniBas, viale dell'Ateneo Lucano, 10 - 85100 Potenza - email: [salvatore.masi@unibas.it](mailto:salvatore.masi@unibas.it); [francesco.sdao@unibas.it](mailto:francesco.sdao@unibas.it)

#### ARTICLE INFO

Ricevuto/Received: 19 March 2021

Accettato/Accepted: 26 June 2021


Publicato online/Published online:  
30 June 2021

Editor: Daniele Pedretti

#### Citation:

Rapti D, Masi S, Sdao F (2021) SIVRAD: an integrated system for the assessment of the environmental risk from solid waste landfills - Guidelines. *Acque Sotterranee - Italian Journal of Groundwater*, 10(2), 49 - 62  
<https://doi.org/10.7343/as-2021-507>

#### Correspondence to:

Dimitra Rapti   
[rapti@nea-team.com](mailto:rapti@nea-team.com)

**Keywords:** *groundwater, landfill danger index, vulnerability aquifer, pollution, environmental risk.*

**Parole chiave:** *acque sotterranee, pericolosità discariche, vulnerabilità acquifero, inquinamento, rischio ambientale*

Copyright: © 2021 by the authors. Licensee Associazione Acque Sotterranee. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license: <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>

#### Riassunto

La contaminazione delle risorse idriche sotterranee a causa di una fuoriuscita di percolato da discarica ha creato gravi problemi socio-economici ed ambientale in diversi paesi. Infatti, molte delle discariche esistenti e quelle abbandonate, ancorché non adeguatamente controllate o gestite, possono costituire una grave problematica sanitaria ed ambientale. La scelta del sito per lo smaltimento dei rifiuti deve necessariamente scaturire da uno studio rigoroso basato sulla valutazione integrata della pericolosità ambientale dell'impianto stesso, delle caratteristiche idrogeologiche e del grado di vulnerabilità intrinseca all'inquinamento delle falde acquifere.

Nel presente lavoro viene proposto un Sistema Integrato per la Valutazione del Rischio Ambientale da Discariche di rifiuti solidi urbani (SIVRAD). L'analisi integrata della vulnerabilità intrinseca del sistema acquifero e la stima della pericolosità potenziale intrinseca consentono di valutare l'idoneità dei siti ad ospitare una discarica e di definire la priorità di bonifica ed il sistema di monitoraggio per gli impianti esistenti. Inoltre, per le nuove discariche, la metodologia descritta permette di suggerire una migliore strategia di costruzione per la tutela dell'ambiente circostante. Infine, questo approccio metodologico è stato applicato in discariche situate in diversi contesti geologici ed idrogeologici.

#### Abstract

*In recent years, the contamination of the underground resources from landfill leachates is recognised as a serious socio-economic and environmental problem in many countries. In fact, the existing not adequately controlled and abandoned sites, constitute a serious sanitary and environmental problems. The choice of the waste disposal site must necessarily arise from a rigorous study based on the joint assessment of the environmental hazard of the same plant and the hydrogeological characteristics and the degree of intrinsic vulnerability to pollution of the aquifers.*

*In the present paper an integrated system for the assessment of the environmental risk from solid waste landfills is proposed. The integrated analysis of the intrinsic vulnerability of the aquifer system and the estimate of the intrinsic potential hazard caused by the landfill expressed in terms of danger index allow to evaluate the suitability of the sites to host a landfill and to define the reclamation priority and monitoring system for the existing landfills. As concerns new landfills, the proposed methodology could also support a better construction strategy and the protection of the surrounding environment. Finally, this methodological approach was applied in landfills located in different geological and hydrogeological contexts.*

## Inroduzione

Il problema della contaminazione delle acque sotterranee da fonti di inquinamento diffuse o puntuali coinvolge gran parte dei paesi industrializzati. Le cause sono molteplici e specifiche da area ad area ma con un comune denominatore nella complessità ed onerosità degli interventi di risanamento. In questo scenario, l'inquinamento delle risorse idriche (RI), sia esso riconducibile a) allo smaltimento dei rifiuti in discariche ; b) all'abbandono degli stessi in siti non ingegnerizzati; oppure c) del tutto abusivi, è considerata una problematica prioritaria in gran parte dei paesi europei. Davanti a questa emergenza ambientale, i ricercatori, negli ultimi decenni, hanno concentrato il loro interesse verso l'ideazione, lo sviluppo e la messa a punto di diverse metodologie, rispettivamente mirate : alla prevenzione e protezione delle risorse idriche sotterranee da fonti di inquinamento superficiale, alla valutazione del danno potenziale o reale alle risorse idriche superficiali e sotterranee; al supporto alle decisioni in fase di programmazione e di attuazione di interventi di bonifica.

Molti modelli finora proposti si basano sulla elaborazione e sull'interpretazione delle caratteristiche litologiche, idrogeologiche ed idrodinamiche degli acquiferi (permeabilità, soggiacenza, granulometria, fratturazione, ecc.), e non tengono conto di altri importanti parametri quali: la capacità di autodepurazione dei terreni, la vulnerabilità intrinseca degli acquiferi, le caratteristiche qualitative e quantitative dei materiali fonte di contaminazione e le modalità di gestione degli impianti (o dei siti) che li ospitano.

In questo quadro problematico le discariche intese in senso ampio (impianti e siti incontrollati) risultano particolarmente significative per quantità di superficie coinvolta e per diffusione territoriale. D'altra parte, l'elevato costo delle bonifiche dei siti inquinanti, e le gravi conseguenze sanitarie ed ambientali dovute all'assenza dei necessari interventi di risanamento, rendono oggi urgente l'adozione di sistematiche strategie di intervento, sia a livello nazionale che regionale, in grado di indirizzare le azioni sulla base di criteri di efficacia e proporzionalità tra rischio, costo e beneficio.

In particolare, per quanto riguarda la gestione dei rifiuti, e grazie alle politiche nazionali ed europee, in Italia stiamo assistendo negli ultimi decenni ad una diminuzione della quantità della frazione conferita nelle discariche senza alcun trattamento preliminare e, di conseguenza, all'aumento dei quantitativi avviati a trattamento e/o recuperabile. Per rendere conto dell'ordine di grandezza della quantità dei rifiuti urbani (RU) conferiti alla discarica è utile riferirsi al confronto dei dati tra il 1999 ed il triennio 2016-2018.

Su base nazionale, nel 1999 la produzione procapite dei RU si attestava a 492 kg/abitante per anno. Di questi, circa il 75% veniva conferito in discarica senza particolari trattamenti; mentre nel 2010 il quantitativo dei rifiuti smaltiti direttamente era il 40%.

Il picco di produzione di RU su base nazionale si è avuto tra gli anni 2006 e 2009 con oltre 32 Mton/anno pari a circa 550 kg procapite su base nazionale. Successivamente, per effetto della crisi economica, si è assistito ad una riduzione

della produzione di rifiuti, mai osservata dagli anni 60, che ha riportato la produzione ai livelli del 2000. Nell'ultimo periodo di riferimento (2016-2018) così come riportato nel rapporto nazionale sulla produzione di rifiuti di (ISPRA, 2020) la produzione pro capite di rifiuti urbani è rimasta stabile intorno a 500 kg/abitante per anno (<http://ec.europa.eu/eurostat/web/waste>). Molto è però cambiato riguardo al loro trattamento con una ulteriore diminuzione dei conferimenti in discarica, scesi intorno al 26%, ed un aumento del riciclo (31%). In crescita sono risultati anche i trattamenti biologici tra compostaggio e digestione anaerobica (22%) ed i trattamenti termici con recupero di energia (22%). Solo il 3% è stato incenerito senza recupero energetico.

Se da una parte è ben evidente la diminuzione della quantità dei rifiuti urbani conferiti in discarica dall'altra rimangono aperte le problematiche di gestione degli impianti già esistenti, l'individuazione di nuovi siti e la messa in sicurezza di vecchie discariche che hanno manifestato malfunzionamenti. A questo si aggiunge la presenza di siti completamente abusivi che rappresentano una vera emergenza ambientale.

I censimenti delle discariche abusive realizzati dal Corpo Forestale dello Stato nel 1986, 1996 e 2002, avevano l'obiettivo di quantificare l'ampiezza del fenomeno soprattutto in relazione ai territori forestali e montani, e in particolare, a quelli sottoposti a vincolo idrogeologico. Questi censimenti hanno messo in evidenza, dal 1986 al 2002, una diminuzione del numero delle discariche del 0,8% ed un aumento della superficie occupata da esse del 23,7%.

anno	discariche	superficie mq
1986	5.978	15.370.170
1996	5.422	17.594.397
2002	4.866	19.017.157

Nel 2008, il MATTM, promosse una revisione di tutti i siti dichiarati come discariche nel precedente censimento del 2002, distinguendo i siti di smaltimento illecito dei rifiuti (SSIR) e costituendo una banca dati contenente tutte le principali informazioni relative a tali siti. In quest'ottica, la priorità e l'attenzione fu data a quelle discariche che effettivamente erano state create in contrasto con le norme esistenti europee e nazionali, declassando tutti i casi in cui si era verificato un 'semplice' abbandono di rifiuti. Il risultato di tale 'revisione' del numero di siti analizzati è riportato nella tabella sottostante.

descrizione (SSIR, 2008)	numero	attivo	non
abbandono e/o deposito incontrollato	3.082	420	5.662
discarica (secondo normativa vigente)	1.383	89	1.294
deposito incontrollato derivante da deposito temporaneo irregolare	221	23	198

Nel 2014, quindi, la Corte di Giustizia dell'Unione Europea condanna l'Italia relativamente alle 198 discariche non conformi alla direttiva 75/442/CE e 91/689. Per questi siti si è pertanto reso necessario avviare le opportune operazioni di bonifica.

In particolare, il primo censimento del 1986 (Corpo Forestale dello Stato, 1988; Fig. 1) ha messo in evidenza che in Italia erano presenti circa 6000 discariche abusive che occupano una superficie di circa 15.400.000 mq. In dettaglio si rileva che il 31% di queste discariche è ubicato in aree interessate da vincolo idrogeologico; il 18% di queste ricade in aree con vincolo paesaggistico; il 16% in aree con entrambi le predette limitazioni e solamente il 35 % di esse si colloca in aree non interessate da alcun vincolo. Per quanto riguarda la tipologia dei rifiuti conferiti, il 50 % della superficie complessiva interessata da discariche abusive ospita rifiuti solidi urbani.

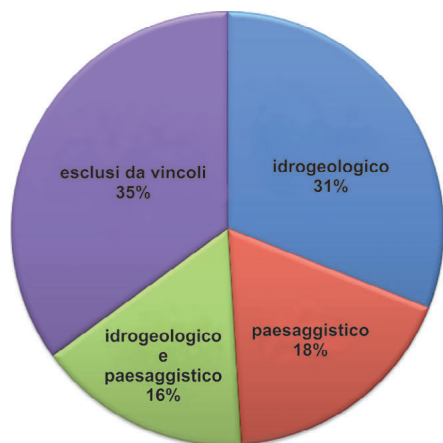


Fig. 1 - A livello nazionale, distribuzione della superficie di discariche (%) per tipologia di vincolo.

Fig. 1 - Distribution of landfill area (%) by type of constraint at national level (Italian Corps of Foresters, 1988).

A titolo esemplificativo, si riporta (Tab. 1) che in regioni come la Basilicata e la Campania il 77% delle discariche abusive è ubicato in aree interessate da rischio paesaggistico ed idrogeologico; in Molise nelle stesse aree vincolate ricade ben il 93% delle discariche abusive. Va peraltro evidenziato che in oltre 700 casi è stata accertata la presenza di rifiuti pericolosi, rimarcando la necessità di un'organica azione di messa in sicurezza dei siti di discarica.

Tab. 1 - Statistical data of unauthorised landfills in same Italian regions (Italian Corps of Foresters 1988).

Tab. 1 - Dati statistici relativi alle discariche abusive in alcune Regioni italiane (Corpo Forestale Italiano 1988).

Regione	superficie di discariche (%) per tipologia di vincolo				numero discariche abusive	superficie in mq (*1000)	superficie occupata da rifiuti urbani (%)
	idrogeologico	paesaggistico	idrogeologico e paesaggistico	escluso da vincoli			
Basilicata	65		12	22	144	423	74
Campania	44	9	24	23	364	931	68
Abruzzo	29	22	17	32	306	1205	85
Molise	55	3	35	7	91	229	83
Lazio	24	17	29	30	356	975	64
Toscana	47	16	22	15	635	1215	30
Emilia Romagna	31	9	2	58	391	650	28
Veneto	35	9	32	24	194	571	60
Lombardia	12	38	15	35	780	1963	9
Piemonte	20	48	18	14	588	1043	45

Solo negli anni '80 si è cominciato a considerare la discarica come un vero e proprio impianto da progettare in modo tale da ridurre al minimo gli effetti negativi connessi al suo esercizio che, come si è ben compreso, molto dipendono anche dalla stessa scelta del sito. Tra le cause di impatto ambientale connesse alla realizzazione ed all'esercizio di discariche controllate, ed a maggior ragione per gli sversamenti incontrollati, la dispersione di percolati e la generazione di biogas risultano gli eventi più ricorrenti e significativi.

Purtroppo, anche nel caso di discariche autorizzate e dotate di sistemi di impermeabilizzazione, la possibilità di dispersioni di materiali inquinanti verso le acque sotterranee soggiacenti non è nulla. Ciò può avvenire, ad esempio, a causa della perdita di funzionalità e della rottura dei sistemi di contenimento artificiale ovvero a causa di cattiva gestione durante il periodo post-incidente. L'entità degli effetti sull'ambiente di tali dispersioni risulta fortemente influenzata dai caratteri litostratigrafici e dalle proprietà geologico-tecniche ed idrogeologiche dei terreni ospitanti.

È evidente, quindi, che l'ubicazione delle discariche non può essere casuale o condizionata da soli fattori morfologici, economici e logistici, ma deve essere il frutto di uno studio rigoroso basato sulla valutazione congiunta della pericolosità dell'impianto e del grado di vulnerabilità intrinseca all'inquinamento degli acquiferi.

In questo contesto, viene proposto, un innovativo approccio metodologico di tipo integrato e parametrico che consente la valutazione del rischio ambientale, generato dalla presenza di discariche di rifiuti di diverso tipo, sulle acque sotterranee soggiacenti. Il Sistema Integrato per la Valutazione del Rischio Ambientale da Discarica, il cui acronimo è SIVRAD, è basato sull'incrocio delle caratteristiche geologiche, idrogeologiche e di vulnerabilità intrinseca del sito investigato con le caratteristiche costruttive, gestionali e di attività dell'impianto di discarica.

Questo metodo è stato applicato, in diverse aree dell'Italia e della Grecia, caratterizzate da complesse situazioni idrogeologiche e a diverso grado di pericolosità generato da inquinamento da discariche (Rapti-Caputo et al 2006 a, b)

## Approccio metodologico e fasi di applicazione: il metodo SIVRAD

Durante gli ultimi decenni, sono stati ideati, sviluppati ed applicati diversi metodi per il trattamento e la gestione integrata dei rifiuti, per la valutazione dell'impatto ambientale sulle acque superficiali e sotterranee provocato dalla presenza di una discarica (Srivastava e Ramanathan 2008; Abu-Rukah e Al-Kofahi 2001; Rapti-Caputo e Vaccaro 2006; Masciopinto et al. 2008; Christensen et al. 2001; Anilkumar et al 2015; MacFarlane et al. 1983; Kjeldsen 1993; Kehew et al. 1984; Assmuth and Strandberg 1993; Albrechtsen and Christensen 1994; Arneth et al. 1989; Loizidou and Kapetanois 1993; Al-Muzaini et al. 1995; Banu e Berrin 2015; Gworek et al. 2016; Przydatek e Kanownik 2019; Stefania et al. 2019; Fumagalli et al. 2000).

In questo contesto nel 1999 Mancini et al. hanno presentato un primo approccio speditivo e sperimentale che, coniugando i caratteri di vulnerabilità intrinseca all'inquinamento degli acquiferi del sito in cui ricadono le discariche e la pericolosità intrinseca delle stesse, (espressa mediante un apposito indice di pericolosità), permetteva: di identificare i siti idonei ad ospitare nuovi impianti di smaltimento rifiuti; di stabilire, in caso di discariche potenzialmente pericolose o di siti di smaltimento già compromessi, la priorità nelle operazioni di monitoraggio e di bonifica.

Successive integrazione e modifiche di tale originaria metodologia, scaturite da un'ampia applicazione in vari ambienti idrogeologici, spesso complessi, e a diverso grado di vulnerabilità all'inquinamento dell'Italia meridionale e della Grecia insulare, hanno consentito di ideare ed implementare un nuovo Sistema Integrato per la Valutazione del Rischio Ambientale da Discarica. Il SIVRAD è un modello parametrico a punteggi pesi basato su alcuni parametri costruttivi e gestionali del sito di discarica e sulla vulnerabilità intrinseca dell'acquifero all'inquinamento. Ad ogni parametro, suddiviso per intervalli di valori e/o tipologie dichiarate, viene attribuito un punteggio arbitrario crescente in funzione dell'importanza che esso assume nella valutazione complessiva e un peso (W) amplificatore a gamma fissa per evidenziare l'importanza dello stesso parametro in particolari situazioni.

La valutazione del rischio ambientale generato dalla presenza di una discarica mediante l'approccio metodologico SIVRAD è costituita da una serie di fasi interconnesse e consequenziali che consistono: a) nella definizione del modello idrogeologico concettuale dell'area investigata; b) nella valutazione della vulnerabilità intrinseca dell'acquifero dalle fonti di inquinamento superficiali; c) nella individuazione e nella valutazione degli elementi strutturali e gestionali di pericolosità della discarica; d) nella zonazione del territorio per la localizzazione di nuovi impianti; e) nella definizione delle priorità degli interventi di bonifica.

Lo schema operativo del modello è rappresentato nella Figura 2. Di seguito sono rappresentate in sintesi le diverse fasi costituenti il modello.

## Fase A - Acquisizione ed elaborazione dati

In questa fase sono acquisiti, organizzati ed elaborati tutti i dati geologici, stratigrafici, geomorfologici, idrologici, idrogeologici, geochimici ed isotopici provenienti sia da studi ed indagini idrogeologiche pregresse che da nuove campagne di studio. Le elaborazioni, il cui approccio metodologico dipenderà dalla natura, dalla consistenza e dalla affidabilità dei dati, hanno come principale obiettivo la ricostruzione del modello idrogeologico ed idrogeochimico concettuale dell'area, propedeutico alla valutazione della vulnerabilità intrinseca all'inquinamento dell'acquifero. Quest'ultima è la suscettibilità specifica dei sistemi acquiferi ad ingerire e diffondere, anche mitigandone gli effetti, un inquinante fluido o idrovesicolato, tale da produrre un impatto sulla qualità dell'acqua sotterranea nello spazio e nel tempo (Civita 1994). In particolare, saranno definiti i principali caratteri geologici, geomorfologici, idrogeologici e idrogeochimici delle principali unità litologiche presenti nel sottosuolo, ricorrendo all'esecuzione di apposite prove in situ, la potenzialità idrica degli acquiferi e le modalità di circolazione idrica sotterranea, utilizzando modelli previsionali di vario tipo, 2D o 3D.

I primi risultati di queste elaborazioni consentiranno di progettare e realizzare una campagna di monitoraggio idrogeologico e idrogeochimico che: controlli i principali parametri chimico-fisici e di inquinamento delle acque sotterranee e del percolato, i parametri isotopici delle acque superficiali e sotterranee; che consenta di definire i rapporti idraulici e idrogeochimici fra corpi idrici superficiali e profondi e fra questi e le fasi di attività della discarica. La stessa rete di monitoraggio consentirà di tenere sotto controllo la qualità dei corpi idrici sotterranei soggiacenti la discarica e di prevenire soprattutto eventuali eventi inquinanti.

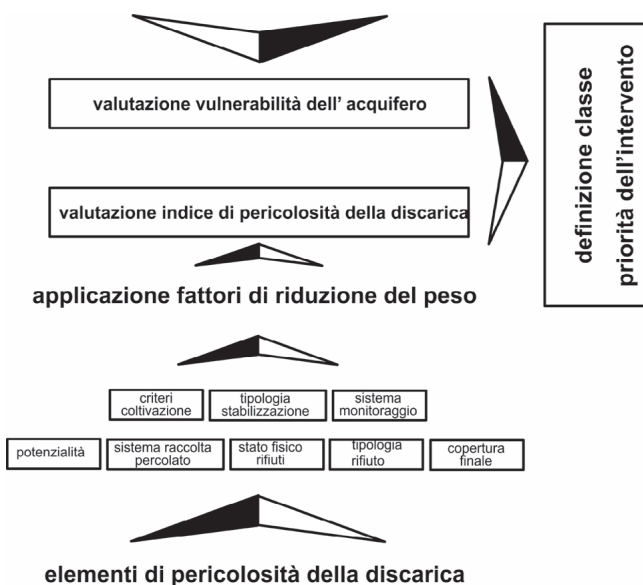


Fig. 2 - Flowchart of the SIVRAD method.

Fig. 2 - Diagramma di flusso del metodo SIVRAD.



### **Fase B: Valutazione della vulnerabilità intrinseca dell'acquifero**

Successivamente, sulla scorta dei risultati conseguiti nella prima fase e tenendo inoltre conto a) della complessità delle idrostrutture geologiche; e b) della densità ed affidabilità di informazioni dirette (es. prove idrogeologiche in situ, reti piezometriche di osservazione, dati idrogeochimici, ecc), per la valutazione della vulnerabilità intrinseca degli acquiferi all'inquinamento verrà scelto ed applicato l'approccio metodologico più appropriato alle condizioni idrogeologiche dell'area investigata, scelto tra i molti metodi messi a punto e presenti in letteratura. Questi sono raggruppabili in metodi per zonazione per aree omogenee; di valutazione con sistemi parametrici a matrice, a punteggio semplice o a punteggi e pesi; di modellazione analogica e numerica (Albinet and Margat 1970; Gogu e Dessargues 2000; LeGrand 1983; Civita 1994; Goldscheider 2005; Liggett e Talwar 2009; Foster 1987; Daly et al. 2002; Aller et al. 1987; Aru et al. 1990; Vias et al. 2006; Civita e De Maio 1997; Doerfliger et al. 1999; Van Stempvoort et al. 1993; Eberts et al. 2012; Sousa et al. 2013).

La valutazione spaziale della vulnerabilità intrinseca degli acquiferi all'inquinamento e la relativa cartografia tematica consentirà agli operatori di: individuare le aree maggiormente predisposte a maggior rischio di inquinamento; prevedere con buona approssimazione le possibili conseguenze che

una sorgente di inquinamento (puntuale o diffusa) può arrecare all'acquifero sottostante e contermine; valutare opportunamente la compatibilità ambientale riferita all'insediamento e alla attività di nuove realtà produttive; progettare la rete di monitoraggio in virtù dell'insediamento e/o della presenza di un qualsiasi centro di pericolo, tra cui le discariche; definire eventuali liste di priorità per l'esecuzione di interventi attivi o passivi di mitigazione del rischio di inquinamento.

### **Fase C: Valutazione degli elementi e dell'indice di pericolosità di una discarica**

Sulla base delle tecniche costruttive dell'impianto, delle modalità gestionali e della tipologia di materiali smaltiti, vengono distinti otto fattori/elementi di rischio che concorrono in varia misura all'insorgere degli eventi inquinanti riportati nella tabella 2. Tali fattori di rischio sono di seguito descritti (Fig. 2; Fig. 3)

#### a) La potenzialità dell'impianto di smaltimento.

Tenendo esclusivamente conto delle caratteristiche geometriche della discarica è ovvio che il maggior conferimento di rifiuti provochi una maggiore quantità di percolato e di biogas; questi, nel caso di una non efficiente funzionalità dell'impianto, potrebbero costituire elementi di elevato rischio geochimico, in grado di provocare l'inquinamento

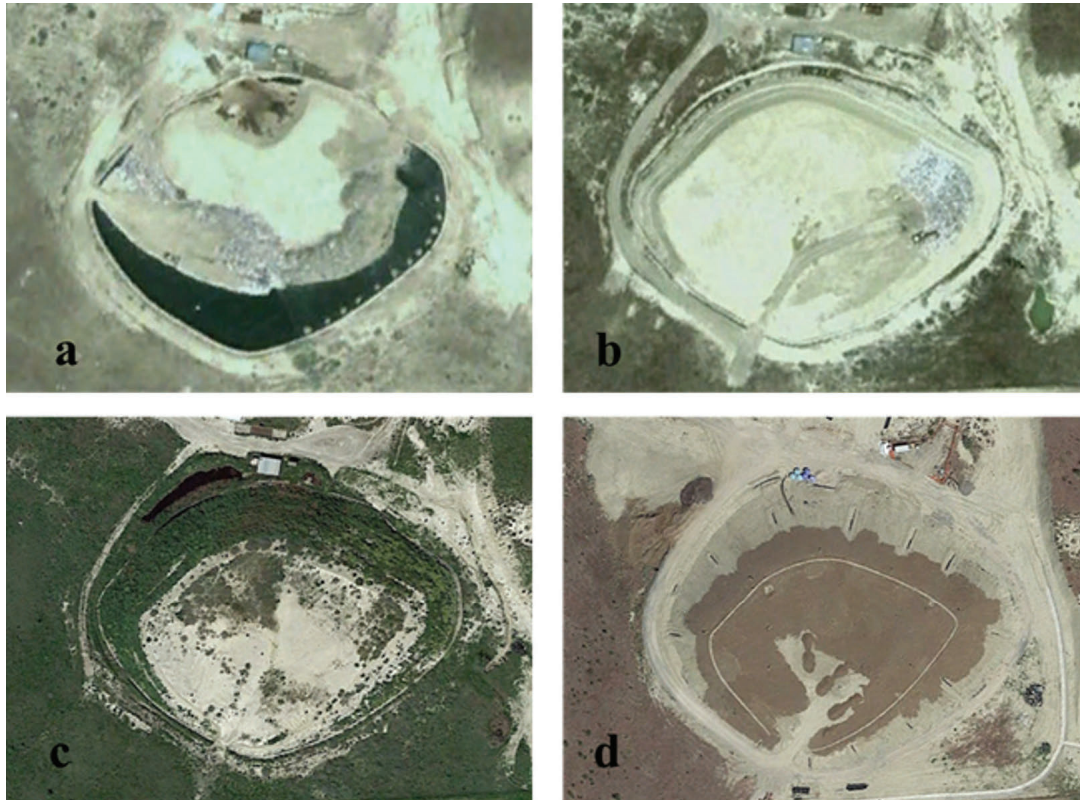


Fig. 3 - Landfill example at four cultivation phases of its evolution, each characterized by different degrees of risk: a) 2003 - landfill in the initial cultivation phase; b) 2006 - landfill filled and with a non-waterproof cover; c) 2016 - landfill closed for about 10 years without waterproof roofing; d) 2020 - closed landfill with completely impermeable layers.

Fig. 3 - Sequenza di fasi di coltivazione di una discarica, a diversi gradi di rischio: a) 2003- discarica in fase di coltivazione; b) 2006 - discarica colmata e con una copertura non impermeabile; c) 2016 - discarica chiusa da circa 10 anni, copertura non impermeabilizzata; d) 2020 - discarica chiusa con strati completamente impermeabili.

non solamente delle risorse idriche sotterranee, ma anche di significative porzioni del territorio circostante nelle sue componenti acque superficiali ed aria.

A causa dell'elevata pericolosità potenziale indiretta, a questo parametro è stato attribuito un peso (W) significativo pari a 5; mentre per quanto concerne il fattore di riduzione (R), i punteggi suddivisi per quantità di rifiuti/giorno conferiti, sono riportati nella Tabella 2.

#### b) La tipologia del rifiuto

Utilizzando come criterio guida la composizione merceologica e chimica, i rifiuti possono essere classificati come inerti, speciali non pericolosi e speciali pericolosi come specificato nel D.lgs 152/2006.

Il grado di pericolosità e tossicità di tali rifiuti cresce in modo esponenziale e passando dai rifiuti inerti a quelli pericolosi; di conseguenza, una fuoriuscita accidentale di percolato causerebbe danni decisamente maggiori nelle discariche che ospitano rifiuti pericolosi. Nel caso di discariche abusive, dove non si può escludere la presenza anche di rifiuti pericolosi, andrebbe sempre precauzionalmente assegnata la qualifica di "rifiuto pericoloso" all'intero corpo di discarica.

Una attenta valutazione va fatta anche per i rifiuti solidi urbani che dovrebbero presupporre un basso grado di rischio. In tale categoria, però, rientrano anche rifiuti 'urbani pericolosi' composti ad esempio da pile, batterie ed i medicinali scaduti, oltre a tutti i conferimenti impropri provenienti dalle micro attività produttive in ambito urbano.

La categoria dei rifiuti speciali non pericolosi è molto ampia. Essa è costituita da rifiuti di origine industriale, da quelli provenienti da attività agricole e agro-industriali dai fanghi di depurazione e di potabilizzazione e tutti gli scarti delle attività di trattamento e recupero di rifiuti. Anche gli stessi rifiuti inerti possono generare eventi inquinanti. Infatti, questi possono contenere quantitativi di sostanze organiche ed inorganiche tali da non essere compatibili con la componente ambientale ed idrogeologica specifica delle singole localizzazioni.

Al fattore tipologia del rifiuto è stato attribuito un peso (W) uguale a 3, mentre i relativi fattori di riduzione (R) per le diverse tipologie di rifiuto sono riportati nella Tabella 2.

#### c) Il sistema di raccolta del percolato

La mancanza o non la corretta impermeabilizzazione del fondo della discarica, la assenza o la scarsa efficienza dell'impianto di raccolta del percolato costituiscono uno delle principali cause di diffusione del percolato nel sottosuolo.

Dato l'elevato impatto sulle risorse idriche, soprattutto quelle sotterranee, a tale parametro, è stato attribuito un peso W pari a 5, mentre per quanto concerne il fattore di riduzione (R), i punteggi, suddivisi per tipologia di sistema presente e per assenza dello stesso, sono schematizzati nella Tabella 2. Nel caso di discarica abusiva o incontrollata, il punteggio è sempre pari a 1.

#### d) Stato fisico dei rifiuti

La produzione di percolato nel conferimento controllato dipende significativamente dallo stato fisico dei rifiuti ed in

particolare: a) dalle caratteristiche dei rifiuti stoccati (densità, pezzatura e contenuto d'acqua); b) dallo stato fisico dei rifiuti al momento dello smaltimento (grezzo, tritato, fangoso, ecc.). In particolare, da quest'ultima caratteristica è possibile attendersi differenze sostanziali nel contenuto d'acqua iniziale del rifiuto.

Pertanto, considerato che, lo stato fisico dei rifiuti può influenzare la produzione del percolato, a tale parametro di rischio è stato attribuito un peso W pari a 3 e i fattori (R) di riduzione riportati in Tabella 2.

#### e) Tipologia di stabilizzazione dei rifiuti

Per "stabilizzazione" dei rifiuti si intende la loro propensione a subire trasformazioni per effetto di processi chimici e biologici con rilascio di frazioni liquide (contaminate) e gassose che in tempi più o meno lunghi ne riducono loro pericolosità. Se la quantità di percolato prodotto da una discarica dipende dalla sua superficie e dal tipo di copertura, la sua qualità è strettamente legata alla composizione merceologica dei rifiuti smaltiti, ai pretrattamenti subiti dagli stessi e al tempo trascorso dal messa in deposito degli stessi. Le frazioni biodegradabili subiscono, soprattutto, trasformazioni per effetto di processi biologici e chimico-fisici che avvengono subito dopo lo smaltimento e sono influenzati, tra le altre cose, dal grado di umidità originaria dei rifiuti, dalla temperatura e in generale dalle modalità di gestione dell'impianto.

Durante la prima fase, dopo la deposizione dei rifiuti, cominciano i processi di degradazione della sostanza organica, inizialmente in condizioni aerobiche, ovvero finché non si è consumato tutto l'ossigeno a disposizione nei vuoti. In questa fase si ha una consistente produzione di acidi organici con una netta riduzione del pH del percolato fino a valori di 3 - 4 e anche inferiori. L'ambiente acido favorisce la solubilizzazione di sostanze organiche ed inorganiche, per cui il percolato risulta ricco tra l'altro di BOD, COD, ammoniaca e metalli pesanti con il conseguente aumento della concentrazione dei cationi e quindi della conducibilità elettrica. La condizione aerobica ha una durata relativamente breve, dopodiché i processi biologici si sviluppano in ambiente anaerobico e la sostanza organica viene decomposta in metano e anidride carbonica. Il consumo degli acidi organici determina un graduale incremento del pH che risale fino a valori intorno alla neutralità. Contestualmente si ha un incremento della temperatura (reazioni esotermiche) all'interno del corpo dei rifiuti. Ma mano che si esaurisce la sostanza organica si riduce gradualmente la produzione di biogas ed i valori più alti di pH fanno abbassare la solubilità delle specie inorganiche ed in particolare dei metalli pesanti.

Per il parametro 'tipologia di stabilizzazione' viene proposto un peso (W) pari a 2; i fattori di riduzione sono riportati in Tabella 2.

#### f) Il sistema di monitoraggio

Il sistema di monitoraggio previsto dalla normativa per ogni nuova realizzazione deve riguardare:

- i. gli aspetti strutturali dell'impianto di trattamento dei rifiuti ed in particolare i parametri che definiscono

l'efficienza delle strutture quali l'integrità dei sistemi di impermeabilizzazione, i cedimenti differenziali al fondo della discarica, la perdita del percolato in corrispondenza dalle parti laterali della discarica, favorita anche dall'instabilità dei versanti e delle sponde;

- ii. le matrici ambientali del sito ed in particolare i ricettori delle acque superficiali e sotterranee.

La corretta impostazione di un sistema di monitoraggio consente, nel caso di una perdita del percolato, di definire l'entità e la dinamica della dispersione e di organizzare al meglio gli interventi di messa in sicurezza d'emergenza ed eventualmente di bonifica.

Al fattore 'sistema di monitoraggio' è stato attribuito un peso (W) uguale a 2, mentre i fattori di riduzione (R) sono sintetizzati nella Tabella 2.

#### g) Criteri di coltivazione

La compattazione dei rifiuti porta ad una riduzione della quantità di percolato prodotto che in generale, potrebbe variare tra il 25-50 % nei rifiuti compattati con trattori cingolati; ai 15-25 % per quelli sistemati con compattatori a ruote di acciaio. A tal proposito, Ehrig (1983) confrontando le precipitazioni annue e la quantità di percolato prodotto, in diversi impianti tedeschi ha evidenziato che la maggiore produzione del percolato, a parità di precipitazioni, si verifica nelle discariche con un basso grado di compattazione. Quindi la compattazione condiziona il flusso idrico all'interno del corpo dei rifiuti, influenzando e anche la permeabilità degli stessi. Infatti, Chen e Chynoweth (1995) hanno dimostrato una riduzione della permeabilità da  $9.69 \cdot 10^{-4}$  m/s a  $4.79 \cdot 10^{-7}$

m/s per valori della densità di compattazione rispettivamente di 160 e 480 kg/m<sup>3</sup>.

In generale, in funzione del metodo di compattazione dei rifiuti è possibile considerare valori di densità dell'ordine di a) 350-450 kg/m<sup>3</sup>, se la compattazione viene effettuata con l'applicazione di una pala meccanica gommata leggera; b) 700-800 kg/m<sup>3</sup>, se la compattazione viene effettuata con l'uso del compattatore; c) 800-900 kg/m<sup>3</sup>, per i rifiuti tritutati; e d) 1000-1200 kg/m<sup>3</sup>, nel caso di rifiuti compressi in blocchi.

A tale parametro, è stato attribuito un peso (W) pari a 1, mentre in Tabella 2 sono riportati i relativi fattori di riduzione (R).

#### h) Copertura finale

L'obiettivo principale dei sistemi di chiusura e di sistemazione finale è la riduzione dell'infiltrazione delle acque meteoriche ai fini di minimizzare la produzione di percolato. Ulteriori funzioni dello strato di copertura sono la raccolta e la gestione controllata del biogas, l'isolamento fisico dei rifiuti e la minimizzazione dei fenomeni di dispersione per l'azione degli agenti atmosferici. Ultima, ma non meno importante, è la funzione di rinaturazione dell'area che viene ottenuta con la piantumazione di specie erbacee ed arbustive. Solo nei casi di discariche di grosse dimensioni, dove possono essere realizzati strati di copertura superiori a qualche metro di spessore, si possono ipotizzare coperture con messa in dimora di specie arboree di grandi dimensioni.

A tale parametro, è stato attribuito un peso (W) di 1,0 mentre il fattore di riduzione (R), definito in ragione della tipologia e della presenza o meno della copertura, è definito nella Tabella 2.

Tab. 2 - Reduction factor, R, of the weight, W, of the single risk elements (Ww = Water content).

Tab. 2 - Fattori di riduzione del peso di ciascuno degli elementi di pericolosità (Ww = Contenuto d'acqua).

		R		R		R		R
Potenzialità dell'impianto	< 10 ton/giorno	0.1	10-50 ton/giorno	0.2	50-500 ton/giorno	0.4	>500 ton/giorno	1
Sistema di raccolta del percolato	drenaggio libero e raccolta esterna	0.1	raccolta interna ed estrazione con pompe	0.3	stoccaggio e ricircolo stagionale	0.5	nessuno	1
Tipologia del rifiuto	inerti	0.1	urbani	0.5	industriali non pericolosi	0.8	pericolosi	1
Stato fisico dei rifiuti	solidificato in matrice inerte	0.1	solido	0.2	fangoso W <sub>w</sub> <70%	0.5	fangoso W <sub>w</sub> >70%	1
Tipologia della stabilizzazione	non biodegradabile	0.1	aerobica	0.3	mista (anaerobica ed aerobica)	0.5	anaerobica	1
Sistema di monitoraggio	Rete piezometrica, pozzi spia e rete sottotelo	0.1	rete sottotelo	0.3	Rete piezometrica e pozzi spia	0.5	non presente	1
Criteri di coltivazione	compattazione e con presse	0.1	compattazione con compattatore meccanico	0.2	compattazione con pala meccanica	0.5	nessuna compattazione	1
Copertura finale	argilla compattata + terreno vegetale	0.1	argilla compattata	0.2	terreno vegetale	0.5	nessun ricoprimento	1



### Fase D – Valutazione dell'indice di pericolosità di una discarica

La fase successiva di applicazione del protocollo SIVRAD prevede la valutazione dell'indice di pericolosità mediante l'equazione:

$$I_p = \sum W_i * R_i$$

Dove  $W$  è il peso assegnato ad ogni singolo fattore, variabile da 1 a 5 (maggiore peso);  $R$ , è il fattore di riduzione individuato in funzione dei parametri strutturali della discarica e delle caratteristiche dei rifiuti (Tab. 2).

Sulla base dell'indice di pericolosità così calcolato viene definita la pericolosità "assoluta" della discarica, senza tenere conto dell'ambiente dove essa sia collocata. In particolare, per valori dell'indice di pericolosità minori di 3 e maggiori di 10 vengono definite quattro classi di pericolosità assoluta (Tab. 3).

Tab. 3 - Hazard classes and evaluation of the hazard index 'I<sub>p</sub>' and relationship between the intrinsic vulnerability of the site and the potential hazard of the landfill.

Tab. 3 - Classi di pericolosità e indici di pericolosità ammissibile "I<sub>p</sub>" per aree a differente vulnerabilità.

I <sub>p</sub>	Classi di pericolosità	Area di allocazione dell'impianto
< 3	bassissima	Qualsiasi area
3 - 6	bassa	Area a bassa vulnerabilità idrogeologica
6 - 10	media	Area a media vulnerabilità idrogeologica
>10	alta	E' necessario adottare misure per la riduzione del rischio

Il criterio proposto non esclude in assoluto la possibilità di localizzare discariche in determinate aree, tranne nei casi in cui siano presenti singolarità idrogeologiche quali sorgenti, inghiottitoi ecc. Al contrario, tramite un'analisi incrociata degli aspetti idrogeologici e di quelli tecnici ed impiantistici, la metodologia eventualmente vincola a soluzioni infrastrutturali particolarmente cautelative (ed economicamente onerose) la possibilità di nuove realizzazioni in aree ad alta vulnerabilità (Tab. 4).

La soglia di tolleranza adottata per le aree particolarmente sensibili (posta uguale a 3) consente solamente la realizzazione di impianti di trattamento per rifiuti di origine urbana di modesta potenzialità e con elevati standard di protezione.

Valori dell'indice di pericolosità I<sub>p</sub> compresi tra 3 e 6 e tra 6 e 10 definiscono la possibilità di allocare la discarica in aree, rispettivamente, a media e a bassa vulnerabilità idrogeologica. Se il valore di I<sub>p</sub> è maggiore di 10 non si ritiene possibile la realizzazione dell'impianto in qualsiasi area e, di conseguenza, sia le caratteristiche dell'impianto che le procedure gestionali devono essere riviste in modo da ridurre il grado di pericolosità potenziale, portandolo a valori inferiori.

### Fase E: Zonazione del territorio per la localizzazione di nuovi impianti e la definizione delle priorità degli interventi di bonifica nei siti già esistenti

La bonifica ambientale di discariche per rifiuti urbani, che impattano significativamente sull'ambiente, richiede interventi di norma complessi e costosi. La grande diffusione di siti, censiti e catalogati da appositi piani regionali, rende

praticamente impossibile un'azione di intervento sistematico su tutte le discariche ed impone la costruzione di classi di priorità di intervento, con l'individuazione di diversi livelli di urgenza nella realizzazione di interventi di tutela delle acque sotterranee e della matrice ambientale.

Tab. 4 - Determination of priority classes based on the intrinsic vulnerability of site and landfill hazard index.

Tab. 4 - Individuazione delle classi di priorità.

Vulnerabilità del sito	Indice di pericolosità della discarica	Classe di priorità
Alta	<3	**
	3-6	***
	>6	****
Media	<3	*
	3-6	**
	6-9	***
	>9	****
Bassa	<6	*
	6-9	**
	9-15	***
	>15	****

È evidente che l'urgenza di procedere alla bonifica ambientale può essere legata a fattori, paesaggistici, utilizzo dei suoli, ecc., ma il rischio di contaminazione delle risorse idriche dovrebbe essere preminente nella definizione delle priorità di intervento. In tale contesto, l'integrazione tra l'indice di pericolosità e la valutazione della vulnerabilità intrinseca dell'acquifero consente di:

- attribuire le classi di priorità d'intervento; in particolare, sono state definite quattro classi di priorità, da bassa, media fino ad alta e molto alta (Tab. 4; Tab. 5). Per ognuna di queste classi sono state definite le macro-azioni necessarie da attuare ai fini della tutela ambientale. Per esempio nei siti classificati a bassa priorità si suggerisce di delimitare il sito e di attivare controlli al fine di evitare ulteriori pericolosi rilasci di percolato e conferimento di rifiuti; oppure potrebbero essere richieste azioni di rimozione totale dei materiali nel caso di progetti di riuso delle aree;
- individuare e definire le macro-aree maggiormente adatte alla collocazione di nuovi impianti di discarica.

### Applicazione del metodo SIVRAD in aree ad idrogeologia complessa

Il metodo SIVRAD è stato applicato nel tempo a numerose aree, a volte a vocazione turistica, costituite da complessi ed articolati ambienti idrogeologici particolarmente vulnerabili all'inquinamento idrogeologico ed interessate da impianti di discarica di RSU, sia autorizzati che abusivi. Le aree investigate ricadono in particolare nella penisola italiana - in Basilicata, nell'Appennino meridionale, nelle pianure alluvionali del Fiume Po, nel Trentino - e in Grecia, Isola di Corfù (Rapti et al. 2006b; Rapti et al. 2003; Rapti et al. 2006a). Quest'ultimo caso di studio è ampiamente descritto nel seguito.

In tutti i casi esaminati, gli studi hanno dato risultati molto confortanti, consentendo di valutare, in diverse condizioni



Tab. 5 - Measures to be taken according to the level of priority.

Tab. 5 - Misure da attuare in funzione del livello di priorità assegnato alla discarica.

Priorità		Azioni
Bassa	*	a) delimitare il sito e attivare controlli al fine di evitare ulteriori scarichi di materiali; b) azioni di rimozione totale dei materiali sono richieste solo nel caso di progetti di riuso delle aree.
Media	**	a) delimitare il sito e attivare controlli al fine di evitare ulteriori scarichi di materiali; b) procedere urgentemente ad un programma di controllo ambientale e di rilevazione dei principali parametri di contaminazione; c) realizzare un sistema di monitoraggio per la valutazione dell'evoluzione della contaminazione del sito.
Alta	***	a) applicare tutte le misure descritte ai punti precedenti; b) adottare misure per la riduzione del percolato (impermeabilizzazioni superficiali) o per impedire la dispersione dello stesso (barriere a bassa permeabilità, drenaggi ed estrazioni).
Molto alta	****	a) applicare tutte le misure descritte ai punti precedenti; b) valutare la possibilità tecnica/economica di rimozione dei materiali contaminati.

geologiche e idrogeologiche e di potenziale contaminazione delle acque sotterranee, l'efficacia del metodo proposto; per ogni sito esaminato è stato calcolato il rischio ambientale e sono state definite le liste di priorità di interventi strutturali per la mitigazione del rischio di contaminazione delle acque sotterranee soggiacenti agli impianti di discarica (Rapti et al. 2006 a e b).

Tra le tante aree esaminate, particolarmente significativa, per numero di impianti di discarica presenti e per peculiarità e complessità idrogeologiche, è risultata essere la situazione riscontrata nei Monti di Lauria (Basilicata), un'estesa idrostruttura carbonatica e carsica, particolarmente soggetta a elevata vulnerabilità intrinseca all'inquinamento, (Rapti et al. 2006; Muzzillo et al. 2015; Canora e Sdao 2020). In tale area sono state censiti ed esaminati 6 impianti di discarica, di cui solo alcuni risultano essere autorizzati. Lo studio ha evidenziato che in molti casi l'indice di pericolosità è alto ed è causato dall'assenza totale di monitoraggio, di sistemi di raccolta del percolato e di coperture finali (Fig. 4).

In Tabella 6 (Rapti et al. 2006a) sono riportati i risultati dell'applicazione del metodo SIVRAD in questa estesa ed importante idrostruttura carbonatica, le cui acque sotterranee sono utilizzate per scopi potabili. Nella Tabella 6 sono riportate, tra le altre cose, l'indicazione del livello di pericolosità dell'impianto prima e dopo la realizzazione di azioni e di interventi di riduzione del rischio.

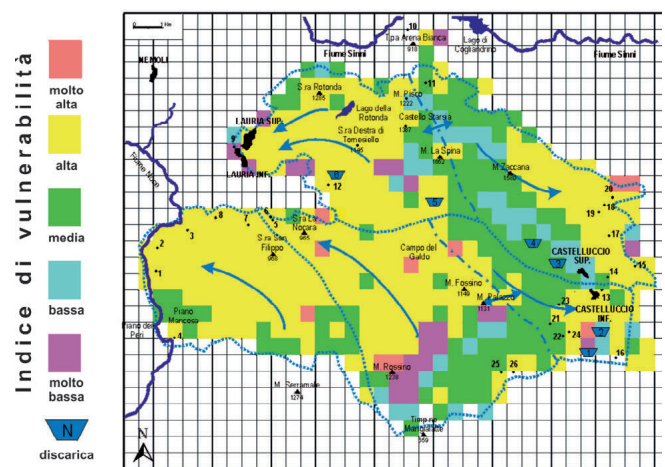


Fig. 4 - Intrinsic vulnerability map of the Monti Lauria mountain. The number represents the main springs of the Lauria Mounts carbonate aquifer system (from Rapti et al. 2006a; Rapti and Sdao 2007).

Fig. 4 - Carta della vulnerabilità intrinseca dei Monti Lauria. I numeri rappresentano le principali sorgenti (Rapti et al. 2006 a; Rapti and Sdao 2007).

Tab. 6 - Evaluation of hazard index, vulnerability of the aquifer and priority class (before and after the realisation of the actions for risk reduction) of the landfills located in the Lauria Mounts carbonate aquifer system (for the position of the landfills see figure 4; from Rapti et al. 2006a).

Tab. 6 - Sistema acquifero di Monte Lauria: valutazione dell'indice di pericolosità, della vulnerabilità dell'acquifero e classi di priorità prima e dopo l'intervento.

Elementi di rischio	Peso (W)	Discarica (per la posizione v. Fig. 4)					
		1	2	3	4	5	6
Potenzialità dell'impianto	5	0.1	0.05	0.1	0.05	0	0.1
Sistema di raccolta del percolato	5	1	1	1	1	1	1
Tipologia del rifiuto	3	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Stato fisico dei rifiuti	3	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
Tipologia della stabilizzazione	2	0.5	0.3	0.5	0.3	1	1
Sistema di monitoraggio	2	1	1	1	1	1	1
Criteri di coltivazione	1	1	1	1	1	1	1
copertura finale	1	1	1	1	1	1	1
Indice di vulnerabilità		low	low	medium	medium	high	high
Indice di pericolosità (Ip)		12.6	11.95	12.6	11.95	13.6	13.5
Classe di priorità		***	***	****	****	****	****
dopo la realizzazione delle azione per la riduzione del rischio							
Indice di pericolosità (Ip)		7.3	6.65	7.3	6.65	8.3	8.25
Classe di priorità		**	**	***	***	****	****

### Valutazione del rischio di inquinamento da discariche in aree carsiche: il caso della discarica di Temploni, nell'Isola di Corfù (Grecia)

Un interessante caso di studio è rappresentato dalla grande discarica di Temploni, un impianto a servizio della Città di Kerkyra (Isola di Corfù, Grecia). La discarica di Temploni, ubicata nel settore centrale collinare dell'isola (Fig. 5), occupa un'area collinare a prevalente affioramento di rocce carbonatiche, spesso molto carsificate e fessurate. Dal punto di vista climatico, l'area investigata è caratterizzata da precipitazioni medie annue di circa 1100 mm: i mesi più piovosi sono novembre e dicembre (190 mm), mentre quelli estivi risultano essere meno piovosi. La temperatura media mensile presenta oscillazioni dai 10°C nei mesi invernali ai 26°C in quelli estivi.

### Caratteristiche costruttive della discarica

L'impianto di Temploni, attualmente dismesso, è collocato su un'area 35.000 mq caratterizzata da una pendenza media del 10% e da una quota media di 80 m s.l.m. Si tratta di un impianto di discarica a servizio della Città di Kerkyra, destinato alla raccolta di rifiuti solidi urbani, costruito nel 1987 e dismesso nel 1992. Durante il periodo di funzionamento, tale impianto discarica serviva un bacino di utenza di circa 56000 abitanti, i quali, dato il carattere prevalentemente turistico dell'isola, si raddoppiavano nei mesi estivi (National Statistical Service of Greece 1991), generando non pochi problemi gestionali allo stesso impianto di smaltimento dei rifiuti e alla compatibilità ambientale.

Durante il periodo di funzionamento nella discarica sono stati conferite circa 131.000 tonnellate di rifiuti solidi urbani

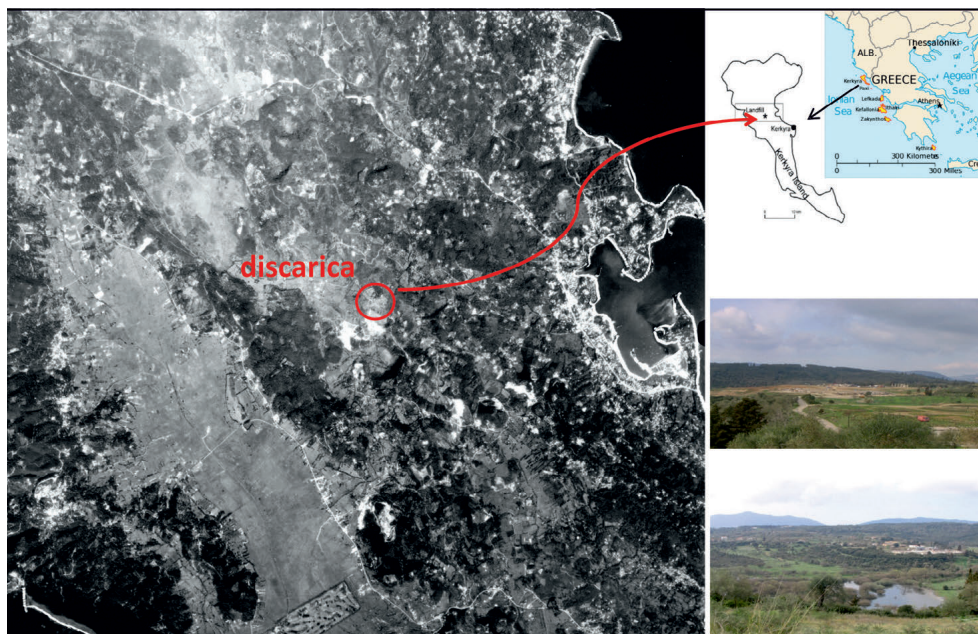


Fig. 5 - Location of the Temploni site (Kerkyra island, Greece).

Fig. 5 - Localizzazione della discarica di Temploni.

depositati in due diversi lotti per una superficie totale di 35000 m<sup>2</sup>. Il corpo della discarica, al fine di prevenire pericolose perdite di percolato nel sottosuolo, era isolato dalle sottostanti formazioni carbonatiche fessurate e carsiche mediante un potente strato argilloso di spessore medio dell'ordine dei 15 m. Al termine dell'attività di conferimento dei rifiuti, la discarica è stata interamente ricoperta da uno strato di circa 1,5 metri di materiale limoso-argilloso.

L'impianto della discarica non disponeva di un sistema per la raccolta del biogas e del percolato, né di un sistema di monitoraggio idrogeologico.

Dopo il 1992, a circa un km a sud-ovest del sito investigato, è stata costruita una nuova discarica, attualmente attiva, la quale dispone di un appropriato sistema di impermeabilizzazione del fondo e di un impianto per la raccolta di percolato

### Assetto geologico ed idrogeologico generale

Dal punto di vista geodinamico, l'isola di Corfu appartiene alla catena delle Ellenide esterne ed in particolare, al settore più esterno della Catena Ionica Occidentale (Mountrakis et al. 1983). Le formazioni geologiche affioranti nell'area investigata e in quelle contermini sono di seguito riportate (I.G.M.E., 1970; Fig. 6).

- *Brecce dolomitiche triassiche e calcari dolomitici* (permeabilità alta; secondaria per fessurazione e carsismo) che affiorano nella maggior parte dell'area di studio. Sono molto diffuse le doline di diverso tipo e dimensione; a tal proposito la discarica

in esame occupava alcune di queste doline; *Formazione di Foustapidima* costituita da calcari triassici di colore nero, compatti e ben stratificati. Questi calcari, che affiorano essenzialmente nel settore orientale dell'Isola, mostrano una permeabilità alta;

- *Scisti di Posidonias* (Giurassico Superiore - permeabilità secondaria, bassissima) costituiti da fitte e regolari alternanze di strati rossi di Radiolariti e di argille silicee.

- *Calcari di Vigla* (Giurassico) e *le Breccie calcaree* (Cretaceo superiore), caratterizzati da permeabilità alta (secondaria), essenzialmente affioranti nel settore settentrionale. A causa della presenza di strati marnosi e di orizzonti di pirite, tali calcari mostrano, in confronto alle altre rocce carbonatiche, una permeabilità minore;

- *Formazioni marnose* (permeabilità primaria, bassa) costituite da marne mioceniche ospitanti letti ghiaiosi e conglomeratici e da marne blu plioceniche, plastiche, con intercalazioni di sabbia e di ghiaia. La permeabilità di tali formazioni marnose è bassa e la circolazione idrica è fortemente condizionata dalle caratteristiche geometriche dei corpi permeabili circostanti;

- *Depositi alluvionali quaternari*, costituiti principalmente da materiale detritico a granulometria fine (argilloso o limo-argilloso) con rare intercalazioni di sottili lenti sabbiose con estensione limitata. Essi sono caratterizzati da bassissima permeabilità ed e hanno uno spessore variabile tra i 10 e i 20 m.

- *La tettonica compressiva* che ha interessato l'area di studio sin dal Miocene ai nostri giorni ha causato complesse strutture geologiche plicative, numerose faglie, molte ancora attive, e una pervasiva e significativa deformazione di tutte le suddette formazioni geologiche che si palesa mediante un'intensa ed estesa fessurazione, a luoghi elaborata ed aggravata da dissoluzione carsica.

### Valutazione della pericolosità della discarica.

La valutazione della vulnerabilità intrinseca degli acquiferi è stata ottenuta applicando il metodo per zonazione idrogeologica GNDCI-CNR (Civita 1994; Fig. 7). La valutazione è avvenuta tenendo conto di parametri idrogeologici e idrodinamici scaturiti da un'attenta analisi di studi precedenti, di dati relativi alla permeabilità assoluta e relativa delle diverse rocce affioranti, del grado di fratturazione delle rocce carbonatiche, dell'analisi dei dati stratigrafici e di livelli piezometrici provenienti dai pozzi presenti nell'area, dai caratteri idrologici e idrogeologici di alcune sorgenti affioranti nelle immediate vicinanze della discarica.

Da un attento esame della cartografia idrogeologica si evince che la discarica di Temploni ricade in un'area significativamente carsica caratterizzata da un ambiente idrogeologico complesso ed articolato, particolarmente vulnerabile all'inquinamento per caratteri geologici, geomorfologici e strutturali, con la presenza di punti d'acqua (sorgenti e pozzi) e laghetti soggetti a potenziale contaminazione da percolato.

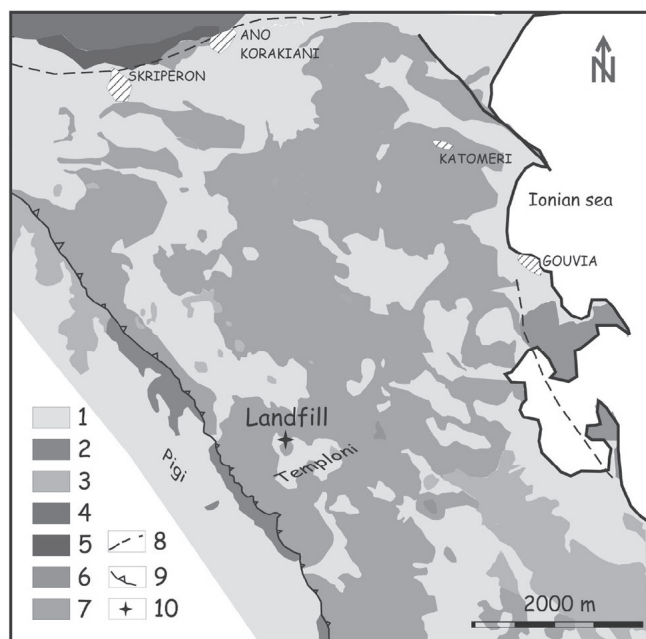


Fig. 6 - Synthetic hydrogeological map. 1: Alluvial deposits; 2: marls (Miocene-Pliocene); 3: calcareous breccias (Cretaceous); 4: Vigla Limestones (Jurassic); 5: Posidonias shales (Jurassic); 6: Foustapidima Limestones (Triassic); 7: dolomitic limestones (Triassic); 8: fault; 9: thrust; 10: Landfill of Temploni; 11: spring; 12: well; 13: dolines; 14: lake; 15: groundwater flow direction.

Fig. 6 - Carta idrogeologica. 1: depositi alluvionali; 2: marne; 3: brecce calcaree; 4: Calcari di Vigla; 5: Scisti di Posidonias; 6) calcari di Foustapidima; 7: calcari dolomitici; 8) faglia; 9) trust; 10) discarica di Temploni; 11) sorgente; 12: pozzo; 13: dolina; 14: lago; 15: linee di flusso (da IGME 1971).



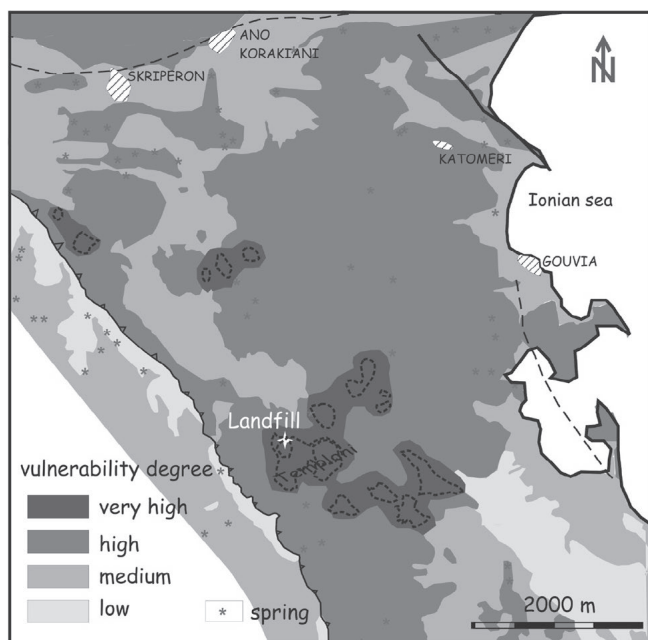


Fig. 7 - Intrinsic vulnerability map of the aquifer system.

Fig. 7 - Carta di vulnerabilità intrinseca degli acquiferi all'inquinamento.

Tab. 7 - Landfill of Temploni determination of the reduction factor,  $R$ , and the weight,  $W$ , for each risk element.

Tab. 7 - Indice attuale di pericolosità della discarica di Temploni.

Elementi di rischio	Descrizione	Indice riduzione ( $R$ )	Peso ( $W$ )
Potenzialità impianto	50-500 ton/giorno	0.4	5
Sistema raccolta percolato	nessuno	1.0	5
Tipologia rifiuto	urbani	0.5	3
Stato fisico rifiuti	solido	0.2	3
Tipologia stabilizzazione	anaerobica	1	2
Sistema monitoraggio	non presente	1	2
Criteri coltivazione	compattazione con pala meccanica	0.5	1
copertura finale	argilla compattata + terreno vegetale	0.1	1

### Valutazione dell'indice di pericolosità della discarica e classe di priorità degli interventi

Analizzando ed incrociando le caratteristiche costruttive della discarica, nonché tenendo conto delle modalità di gestione e di monitoraggio dell'impianto, l'indice di pericolosità della discarica calcolato è pari a 13,7 (Tab. 7). Tale indice di pericolosità significativamente alto, anche alla luce della presenza di punti d'acqua (pozzi e sorgenti) e dell'alta permeabilità delle rocce presenti, impone l'adozione di misure di riduzione del rischio ambientale, così come previsto dal metodo SIVRAD (Tab. 2).

Dall'incrocio fra grado di vulnerabilità dell'acquifero con l'indice di pericolosità della discarica è stata definita la classe di priorità relativamente agli interventi di riduzione del rischio: la classe stimata è riconducibile ad alta priorità,

rendendo pertanto necessari ed urgenti estesi e profondi interventi scelti tra quelli elencati nella Tabella 6 del metodo.

Tali interventi, anche in ragione della loro tempestività o meno di realizzazione, potranno generare effetti positivi, come la diminuzione dell'indice di pericolosità della discarica e di conseguenza la mitigazione del rischio di contaminazione e/o di inquinamento del sottosuolo e delle risorse idriche in esso presenti.

### Conclusioni

Da decenni le problematiche di gestione impropria dei rifiuti solidi urbani sono ancora presenti e gravi in termini sia ambientali che economici. Se da un lato è ben noto ormai l'aspetto quantitativo e si trova unanimità di consenso riguardo all'esigenza di interventi di messa in sicurezza e bonifica, dall'altro non sempre si opera in maniera razionale sotto l'aspetto della tipologia degli interventi e soprattutto della priorità di intervento.

Le risorse che complessivamente servono per completare le azioni e gli interventi di risanamento e di tutela delle risorse idriche sui siti ad oggi noti ammontano a decine di miliardi di euro. Si consideri che la realizzazione di una copertura impermeabile, come previsto dalla attuale normativa, su una discarica di piccole dimensioni (un ettaro) richiede oltre € 500.000,00. Anche piccoli interventi di bonifica costano spesso milioni di euro così come la rimozione integrale di un ammasso di rifiuti di poche migliaia di tonnellate; nei casi in cui non sia praticabile la bonifica, può costare oltre un milione di euro. È quindi evidente che in un quadro di risorse limitate debbano essere operate delle scelte che vadano oltre il mero criterio "cronologico". Si rischierebbe in tal modo di operare costosi interventi su siti che, pur avendo rilasciato ingenti quantitativi di inquinanti in passato, sono ormai prossimi alla completa stabilità chimica e biologica e non costituiscono un vero pericolo.

Il nuovo modello proposto quindi si propone come utile e versatile strumento per classificare i siti interessati dallo smaltimento improprio di rifiuti in termini di pericolosità relativamente al contesto idrogeologico in cui sono inseriti ed e per individuare e definire gli interventi da realizzare con priorità sui siti a più alto rischio reale.

Un ultimo aspetto riguarda i nuovi impianti: l'applicazione di un criterio di valutazione del rischio idrogeologico intrinseco come quello proposto può evitare, in caso di incidenti e malfunzionamenti degli impianti, danni ambientali rilevanti e costosi interventi di risanamento.

### Competing interest

The authors declare no competing interest.

### Additional information

Supplementary information is available for this paper at <https://doi.org/10.7343/as-2021-507>

Reprint and permission information are available writing to [acquessotterranee@anipapozzi.it](mailto:acquessotterranee@anipapozzi.it)

Publisher's note Associazione Acque Sotterranee remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.

## BIBLIOGRAFIA

- Abu-Rukah Y e Al-Kofahi (2001) The assessment of the effect of landfill leachate on ground-water quality-a case study. El-Akader landfill site-north Jordan. *Journal of Arid Environments*, 49, Issue 3:615-630.
- Albinet M, Margat J (1970) Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des nappes d'eau souterraine. *Bull. B.R.G.M.*, 2, 3, 4: 13-22, Paris.
- Albrechtsen, HJ, Christensen, TH (1994) Evidence for microbial iron reduction in a landfill leachate-polluted aquifer (Vejen, Denmark). *Applied and Environmental Microbiology* 60, 3920-3925.
- Aller L, Bennet T, Lehr JH, Petty RJ, Hackett G (1987) Drastic: a standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings. *NWWA/EPA Ser., EPA600/287035*, p. 455.
- Al-Muzaini S, Beg M, Muslmani K (1995) Characterization of landfill leachates at a waste disposal site in Kuwait. *Environmental International* 21 (4):399-405.
- Anilkumar A, Sukumaran D, Vincent SGT (2015) Effect of municipal solid waste leachate on ground water quality of Thiruvananthapuram District, Kerala, India. *Applied Ecology and Environmental Sciences*, 3(5):151-157.
- ANPA (2020) Analisi merceologica dei rifiuti urbani Rassegna di metodologie e definizione di una metodica di riferimento "Product analysis of urban waste. Review of methodologies and definition of a reference method". Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente, Roma, p. 46 RTI CTN\_RIF 1/2000.
- APT-ONR (2001) Rapporto Rifiuti. Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici "Waste Report. Protection Agency of the Environment and for Technical Services - National Observatory - Rome."- Osservatorio Nazionale, Roma.
- Arneith JD, Mild G, Kerndorff H, Schleyer R (1989) Waste deposit influences on groundwater quality as a tool for waste type and site selection for final storage quality. In: Baccini, P. (Ed.), *The Landfill*, Springer Berlin, 20: 399-424.
- Aru A, Barbieri G, Barrocu G, Chiarini E, Pani D, Sanna RM, Uras G, Vernier A (1990) Applicazione di cartografia automatica per la valutazione della vulnerabilità degli acquiferi di Oristano "Automated cartography application for the evaluation of the vulnerability of Oristano aquifers". 1° Conv. Naz. 'Protezione e gestione delle Acque Sotterranee: Metodologie, Tecnologie e Obiettivi', Marano sul Panaro. Atti 1:41-60.
- Assmuth T, Strandberg T (1993) Ground-water contamination at Finnish landfills. *Water, Air, and Soil Pollution*, 69:179-199.
- Banu S, Berrin T (2015) Parametric fate and transport profiling for selective ground water monitoring at closed landfills: a case study. *Waste Management*, 38:263-270.
- Canora F, Sdao F (2020) Hydrogeological characterization and groundwater vulnerability to pollution assessment to the high Basento River valley carbonate hydrostructure (Basilicata, Southern Italy). *Italian Journal of Engineering Geology and Environment*, doi: 10.4408/IJEGE.2020-01.S-XX.
- Chen TH, Chynoweth DP (1995) Hydraulic conductivity of compacted municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 51:205-212.
- Christensen TH, Kjeldsen P, Bjerg PL, Jensen DL, Christensen BJ, Baun A, Albrechtsen H, Heron G (2001) Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Appl. Geochem.* 16:659-718, doi: 10.1016/S0883-2927(00)00082-2.
- Civita M (1994) Le carte della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento. Teoria e pratica "The maps of the vulnerability of aquifers to pollution. Theory and practice". Pitagora editrice, Bologna, pp. 325.
- Civita M, De Maio M (1997) SINTACS. Un sistema parametrico per la valutazione e la cartografia della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento. Metodologia and automatizzazione "A parametric system for the evaluation and mapping of the vulnerability of aquifers to pollution. Methodology and automation". Pitagora Editrice, Bologna, pp. 191.
- Corpo Forestale dello Stato (1988) 1° censimento delle cave abbandonate e delle discariche abusive. Ministero dell'agricoltura e delle foreste "1<sup>st</sup> census of abandoned quarries and illegal landfills. Italian Ministry of Agriculture and Forestry". Collana verde, 75, pp 167.
- Daly D, Dassargues A, Drew D, Dunne S, Goldscheider N, Neale S, Popescu IC, Zwahlen F (2002) Main concepts of the "European Approach" for (karst) groundwater vulnerability assessment and mapping. *Hydrogeology Journal*. 10(2): 340-345.
- Dhere AM, Pawar CB, Pardeshi PB, Patil DA (2008) Municipal solid waste disposal in Pune city-an analysis of air and groundwater pollution. *Current Science*, 95(6):773-777.
- Doerflinger N, Jeannin PY, Zwahlen F (1999) Water vulnerability assessment in karst environments: A new method of defining protection areas using a multi-attribute approach and GIS tools (EPIK method). *Environmental Geology* 39(2): 165-176.
- Eberts SM, Böhlke JK, Kauffman LJ, Jurgens BC (2012) Comparison of particle tracking and lumped-parameter age-distribution models for evaluating vulnerability of production wells to contamination. *Hydrogeology Journal*, 20: 263-282.
- Ehrig JH (1983) Quality and Quantity of Sanitary Landfill Leachate. *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*, 1: 53-68.
- Foster SSD (1987) Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. Intern. Conf. Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants, RIVM Proc. and Inf. Proceedings 38: 69-86.
- Fumagalli L, Stefania GA, Zanotti C, Sartirana D, Di Martino GR, Perosa A, Valentini P, Rotiroli M, Bonomi T (2020) Analisi statistica multivariata e modellazione numerica per la caratterizzazione idrogeologica ed idrochimica di un ex-discarica di RSU: il caso di Vizzolo-Predabissi "Multivariate statistical analysis and numerical modeling for hydrogeological and hydrochemical characterization of a ex-landfill of municipal solid waste: the case of Vizzolo-Predabissi". *Acque Sotterranee - Italian Journal of Groundwater - AS32-431*: 07-16.
- Gogu R C, Dassargues A (2000) Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overlay and index methods. *Environ Geol*, 39(6): 549-559.
- Goldscheider N (2005) Karst groundwater vulnerability mapping: Application of a new method in the Swabian Alb, Germany. *Hydrogeology Journal* 13(4): 555-564.
- Gworek B, Dmuchowski W, Koda E, Marecka M, Baczevska A H, Brągoszewska P, Siczka A, Osiński P (2016) Impact of the municipal solid waste Łubna Landfill on environmental pollution by heavy metals. *Water*, 8, 470.
- IGME (1971) Carta Geologica; foglio Corfù, scala 1:50.000 "Geological map of Corfù island, scale 1:50.000".
- ISPRA (2020) Rapporto Rifiuti Urbani "Urban waste report." Rapporti 331/2020, 604pp, Roma, ISBN 978-88-448-1030-6
- Kehew AE, Schwindt FJ, Brown DJ (1984) Hydrogeochemical interaction between a municipal waste stabilization lagoon and a shallow aquifer. *Groundwater*, 22:746-754.
- Kjeldsen P (1993) Groundwater pollution source characterization of an old landfill. *Journal of Hydrology*, 142: 349-371.
- LeGrand HE (1983) A Standardized System for Evaluating Waste Disposal Sites, 2<sup>nd</sup> editions. National Water Well Association, Worthington, OH, pp. 49.

- Liggett JE, Talwar S (2009) Groundwater vulnerability assessments and integrated water resource management. *Streamline Watershed Management Bulletin* 13(1), pp. 19.
- Loizidou M, Kapetanois EG (1993) Effect of leachate from landfill on underground water quality. *Science of the Total Environment* 128: 69–81.
- MacFarlane DS, Cherry JA, Gillham RW, Sudicky EA (1983) Migration of contaminants in groundwater at a landfill: a case study: 1. Groundwater flow and plume delineation. *Journal of Hydrology*, 63: 1–29.
- Mancini IM, Sdao F, Masi S, D'Ecclesiis G (1999) Hydrogeological pollution risk from solid waste: defining landfill siting criteria and reclamation priority. *Proceeding of 7<sup>o</sup> International landfill symposium*, 4–8 October, Cagliari, Italy, 579–588.
- Masciopinto C, La Mantia R, Chrysikopoulo CV (2008) Fate and transport of pathogens in a fractured aquifer in the Salento area, Italy. *Water Resour. Res.*, W01404, doi:10.1029/2006WR005643.
- Monopolis D, Bruneton A, (1982), Ionian sea (Western Greece) - Its structural outline deduced from drilling and geophysical data. *Tectonophysics*, 83: 227-242.
- Mountrakis D, Sapountzis E, Kiliass A, Eleftheriadis G, Christofides G (1983) Paleogeographic conditions in the western pelagonian margin in Greece during the initial rifting of the continental area. *Canadian Journal of Earth Sciences*, 20: 1673-1681.
- Muzzillo R, Pascale S Sdao F (2015) Hydrogeology and Vulnerability to Pollution of Carbonate Aquifers in the High Valley of the Basento River (Lucanian Apennines, Southern Italy). *Journal of Environmental Accounting and Management*, 3(2): 180-196.
- Przydatek G, Kanownik W (2019) Impact of small municipal solid waste landfill on groundwater quality. *Environ Monit Assess*, 191-169.
- Rapti Caputo D, Sdao F, Masi S (2006a) Pollution risk assessment based on hydrogeological data and management of solid waste landfills. *Journal of Engineering Geology*, 85:122-131.
- Rapti Caputo D, Sdao F, Sklirou Th, Pascale S (2006b): Evaluation of the pollution risk of the groundwater due to landfill in karstic areas of Kerkyra island (Greece). *Proceedings of 5th European Congress on Regional Geoscientific Cartography and Information System*, Barcelona, June 13-16 2006, 1, 118-121.
- Rapti Caputo D, Vaccaro C (2006) Geochemical evidences of landfill leachate in groundwater. *Journal of Engineering Geology*, 85: 111-121.
- Rapti-Caputo D. Sdao F (2007) Vulnerability of the aquifer system: considerations on a methodological approach. *2nd IASME/WSEAS Int. Conf. on Water Resources, Hydraulics & Hydrology*, Portoroz, Slovenia, May 15-17, *Proceedings*, 63-68.
- Sousa MR, Jones JP, Frind EO, Rudolph DL (2013) A simple method to assess unsaturated zone time-lag in the travel time from ground surface to receptor. *Journal of Contaminant Hydrology* 144(1): 138–151.
- Strivastava SK, Ramanathan AL (2008) Geochemical assessment of groundwater quality in vicinity of Bhalswa landfill, Delhi, India, using graphical and multivariate statistical methods. *Environmental Geology*, 53: 1509 - 1528.
- Stefania GA, Rotiroti M, Buerge IJ, Zanotti C, Nava V, Leoni B, Fumagalli L, Bonomi T (2019) Identification of groundwater pollution sources in a landfill site using artificial sweeteners, multivariate analysis and transport modeling. *Waste Management*, 95: 116-128.
- Van Stempvoort D, Ewert L, Wassenaar L (1993) Aquifer vulnerability index: A GIS compatible method for groundwater vulnerability mapping. *Canadian Water Resources Journal*, 1825–37.
- Vías JM, Andreo B, Perles JM, Carrasco F, Vadillo I (2006) Proposed method for groundwater vulnerability mapping in carbonate (karstic) aquifers: The COP method application in two pilot sites in southern Spain. *Hydrogeology Journal* 14(6): 912–925.
- Xu Y, Dong L, Nai CX, Liu YQ, Huang QF, Li WS, Liu JC (2019) Buffering distance between hazardous waste landfill and water supply wells in a shallow aquifer. *Journal of Cleaner Production*, 211: 1180-1189.